ChinaXiv合作期刊

第 37 卷第 8 期
2017 年 4 月
生　态　学　报
ACTA ECOLOGICA SINICA
Vol.37,No.8
Apr.,2017

DOI: 10.5846/stxb201512222551
陈浩,吴绍华,陈东湘,周生路,李保杰,施亚星.城市土壤封闭对有机碳库影响的时空变化模拟.生态学报,2017,37(8):2600-2610.
Chen H, Wu S H, Chen D X, Zhou S L, Li B J, Shi Y X.Simulating effects of urban soil sealing on the soil organic carbon pool.Acta Ecologica Sinica, 2017,37(8):2600-2610.

城市土壤封闭对有机碳库影响的时空变化模拟

陈　浩,吴绍华*,陈东湘,周生路,李保杰,施亚星
南京大学地理与海洋科学学院,南京　210046

摘要:随着全球城市化的迅速发展,城市生态系统的研究日益受到关注。城市化过程引发的大面积土壤封闭,导致土壤功能退化,进而影响城市生态系统。通过构建城市封闭土壤碳循环模型,考虑土壤温度,水分,有效氮含量以及各项理化性质等影响土壤有机碳在封闭条件下分解的影响因素,模拟南京市 1980 年至 2010 年城市封闭土壤有机碳含量与土壤有机碳库的时空变化过程,揭示人工封闭对于城市土壤功能的影响。结果表明:南京市 1980 年至 2010 年封闭土壤的有机碳含量显著减少,2010 年土壤有机碳含量的均值为 6.7 g/kg,比开放土壤低 54.7%。土壤有机碳含量较低的区域主要分布在快速城市化的地区。由于封闭土壤阻碍了土壤有机碳的来源,造成封闭土壤有机碳含量持续减少,1980 年至 2010 年间城市土壤有机碳库的总量减少约 0.32 Tg。城市封闭对土壤有机碳影响的时空变化模拟可为研究城市化过程中的生态环境效应与城市生态建设提供参考。
关键词:城市化;城市土壤;土壤封闭;土壤有机碳;时空模拟

Simulating effects of urban soil sealing on the soil organic carbon pool

CHEN Hao, WU Shaohua*, CHEN Dongxiang, ZHOU Shenglu, LI Baojie, SHI Yaxing
School of Geographic and Oceanographic Science, Nanjing University, Nanjing 240046, *China*

Abstract: Study of the environmental effects of urbanization is important in terms of surface processes. The direct and potential effects of urbanization on the environment have become increasingly visible. With rapid global urbanization, studies involving the urban ecosystem have become more and more important. Urban soil, which is an important component of the urban ecosystem, is seriously affected by human activities. The impacts of human activities on urban soils, such as sealing, compaction, degradation, land filling, and mixing, are usually stronger than those on soils in non-urban environments. Soil sealing, defined here as land covered by impervious surfaces, such as housing, roads, or other pavements, is one of the main characteristics of urbanization and an indicator of changes in urban land cover. The exchange of material and energy between soil and other environmental compartments is reduced by artificial soil sealing in urban areas and this has a negative impact on soil functions. Soil organic carbon is an important indicator of soil function and quality, and is the most important carbon pool in terrestrial ecosystems. Therefore, studies on soil organic carbon transformations in urban soils could be used to evaluate the effects of urban soils on the wider environment. The resulting impacts on soil organic carbon stocks in urban areas, however, remain poorly characterized, especially for soils under impervious surfaces.In this paper, we established a soil sealing carbon cycle model to consider the factors that could affect the decomposition rate of soil organic carbon, such as the soil temperature, soil moisture, and other soil properties. The carbon flows between urban soil organic carbon pools could be accurately simulated using the model. We applied the model to simulate the decomposition process of soil organic carbon content in urban areas of Nanjing, which has recently experienced rapid urbanization, to reveal the impact of artificial soil sealing (including road pavements, residential areas, and squares) on soil organic carbon content from 1980

基金项目:国家自然科学基金项目(41001047)
收稿日期:2015-12-22;　　**网络出版日期**:2016-10-19
* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: wsh@nju.edu.cn

chinaXiv:201704.00331v1

ChinaXiv合作期刊

to 2010. By comparing soil organic carbon content between the sealed and open soils, we considered the impact of artificial soil sealing in urban areas on soil organic carbon. The results of the simulation can contributed to the study of the urban ecological environment during the process of urbanization and urban ecological construction. The major results are summarized as follows: (1) Soil sealing decreased soil organic carbon content significantly. The soil organic carbon content of the sealed urban soil was 6.7 g/kg in 2010 and was lower than the open soil by 54.7%. (2) Soils with low organic carbon content were mainly distributed in the rapidly urbanizing areas. (3) Previous research has estimated urban soil organic carbon storage by testing soils in open areas, because of the lack of organic carbon data from sealed soils. This has led to the overestimation of the urban soil carbon inventory. However, in a closed environment, the storage of the soil organic carbon pool would be significantly reduced. Through our model simulation, we found that the soil organic carbon pool was reduced by approximately 3.2×10^5 t because of soil sealing in Nanjing from 1980 to 2010. The results of the simulation will contribute to the study of the urban ecological environment during the process of urbanization and urban ecological construction.

Key Words: urbanization; urban soil; soil sealing; soil organic carbon; spatial analysis

chinaXiv:201704.00331v1

世界上超过 50%的人口生活在城镇中,预计到 2050 年,城镇人口将会达到世界人口的 70%[1]。随着城镇人口的迅速增长,城镇面积将呈现出飞速扩张的趋势[2]。城镇化的快速发展,使得城市地区的封闭土壤比例迅速增加,在有的地区甚至达到了 60%—70%[3]。城市土壤的封闭会致使土壤中的有机碳库含量降低[4-5],进而影响到城市生态系统的碳循环以及全球的碳循环过程。因此,对于城市封闭土壤有机碳库的研究具有重要的现实意义。

随着城市规模的不断扩大,全球变化和城市生态学研究逐渐深入,城市土壤有机碳的研究日益受到关注。城市地区土壤碳库的含量、分布以及影响因素被大量地研究,揭示出城市土壤有机碳分布与自然土壤和农业土壤的差异[6-9]。同时,碳循环模型也被广泛地应用于城市土壤有机碳的研究,Schneider[10]在传统的 Agro-IBIS 模型中添加了城市地区的模块来模拟城市地区的碳循环过程。Tian 等[11]在新一代陆地生态系统动态模型(DLEM)中对城市地区的碳、氮、水循环进行了模拟。但是,在城市土壤碳库的研究中,大多数仅对城市绿地以及城市森林中的土壤碳库进行了探讨[12-17],而对于城市地区的封闭土壤中的碳库研究较少。上述的城市碳循环模型中,缺少对城市封闭土壤中的有机碳库进行的细致研究。城市封闭土壤碳的生物地球化学过程作为城市土壤的重要组成部分,其在时空上的变化仍是一个尚未系统回答的科学问题,因此开展封闭土壤碳的时空变化研究是十分有必要的。本文选取了城市化水平较高的南京市作为研究区域,在实地采样的基础上,借鉴生态系统碳循环模型,针对模型考虑不足的城市封闭土壤碳循环部分,设立了城市封闭土壤碳循环模型,用于模拟南京市城市封闭土壤环境下的碳循环。模型充分考虑了在城市封闭土壤环境下影响土壤有机碳分解的关键因素,对城市封闭土壤中各个碳库中有机碳的时空变化进行了模拟。本文的研究将实现以下目标:(1)构建城市封闭土壤碳循环模型并评估模型模拟的精确性。(2)估测城市发展对于城市地区土壤碳库的影响。

1　材料与方法

1.1　研究区概况

南京市位于 31°14′—32°37′N,118°22′—119°14′E。地处长江中下游,江苏省东南部,西与安徽省接壤,2010 年市区面积为 577 km^2,而辖区总面积为 6597 km^2。属亚热带季风气候,夏季气温高,全年多降雨,气温湿润,年平均气温为 15.4℃。南京土壤成土母质主要有低山丘陵坡积残积物、古堆积物和现代冲积物。

南京是我国长三角地区的重要城市,有重要的经济、政治地位。近 30 年来,随着经济的快速发展,南京市的城市化进程迅速,城市人口数量以及城区面积都得到显著提高。1949 年,南京城区人口数量约有 70 万人,

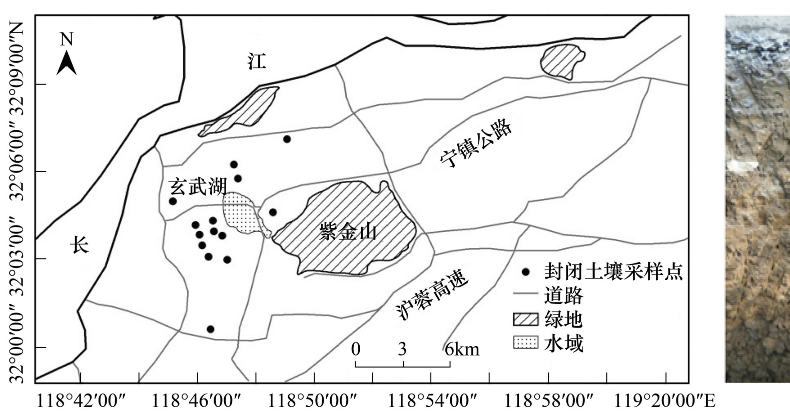
ChinaXiv合作期刊

chinaXiv:201704.00331v1

但是截止到2010年,城区常住人口数量已经增长到510.59万人,城镇化率达到79.73%。1949年城区面积约为42 km^2,但是截止2010年市区面积已扩张到577 km^2,新建成区分布于老城区的周围,其中西北以及东南方向是近些年城市主要的扩张方向。

1.2 样品采集

在南京市城市不同功能区设置14个封闭土壤采样点(图1),采样点均由沥青或水泥覆盖(表1),样品采集于2011年4月完成。封闭土样采集时,先将剖面进行整理,去除瓦砾浮土后按照土壤发生层采集样品。实验室风干后,分别过2、0.3 mm和0.15 mm尼龙筛,用于土壤理化性质以及有机碳分组相关指标测定。土壤机械组成采用激光粒度仪测定。容重采用石蜡封闭法测定[18]。含水量测定采用烘干法,约20 g鲜土105 °C下烘24 h,烘干前后土壤质量之差即为水分含量。土壤总碳、总氮采用碳氮分析仪测定,无机碳采用气量法测定[19],土壤有机碳含量为总碳与无机碳之差。



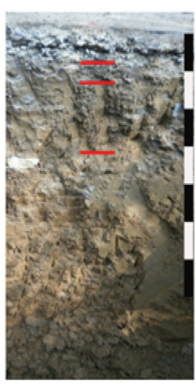


图1 南京市土壤采点与封闭土壤剖面示意图

Fig.1 Soil samples and soil profiles in Nanjing city

表1 南京城市土壤封闭类型

Table 1 Types of soil samples in Nanjing city

编号 Number	地点 Location	封闭类型 Closed type	编号 Number	地点 Location	封闭类型 Closed type
1	儿童医院	水泥覆盖	8	中华门	沥青覆盖
2	鼓楼五条巷	水泥覆盖	9	洪武北路	沥青覆盖
3	大方巷	水泥覆盖	10	金银街	水泥覆盖
4	锁金村	沥青覆盖	11	傅厚岗	沥青覆盖
5	栖霞大道	沥青覆盖	12	高云岭	沥青覆盖
6	南京政治学院	水泥覆盖	13	高云岭30号	水泥覆盖
7	中山北路	沥青覆盖	14	和燕路	沥青覆盖

2 模型构建

2.1 数据来源与模型模拟

温度、水分和土壤有效氮含量是影响土壤有机碳库变化的关键因素[11,20-21]。城市地区独特的小气候如"热岛效应"、"雨岛效应"等,影响了土壤有机碳的分解速率,进而改变了土壤有机碳库的时空变化。在模型中,温度响应方程采用的是Lloyd和Taylor[22]的处理方法,水分限制方程借鉴了Biome-BGC模型[23]中的方法,土壤有效氮限制方程采用了Tian[11]的处理方法。本文假设城市不透面阻挡了新鲜有机底物的输入,现存的有机碳在土壤封闭的状态下仍在继续分解,分解速率主要受到土壤温度、水分以及有效氮的控制,通过模拟有机碳在土壤不同碳库中的碳流动过程来预测南京地区封闭土壤中的有机碳含量的时空变化。同时假设南

ChinaXiv合作期刊

京市开放土壤的有机碳含量在短时间尺度内保持相对稳定。并将开放土壤的有机碳含量作为模型模拟封闭土壤有机碳分解的初始值,而开放土壤的有机碳含量则通过 1980s 第二次土壤普查开放土壤有机质含量经过换算后得到。对于 1980 年前已经成为封闭土壤的地区,研究假设其已经封闭了 6a 年,即以模型运行 60 年后的有机碳的含量作为其初始值。

模型的相关参数以及模拟过程如图 2 所示。模型通过南京市 1980—2010 的日均温数据,模拟出了南京市封闭土壤温度在 30 年间的动态变化。封闭土壤质地、土壤水分、土壤有效氮以及物理结构数据通过测试实地采集的封闭土壤样品获得,测试结果如表 2 所示。将 1980s 第二次土壤普查开放土壤有机质含量的点位数据通过普通克里格插值法获得南京市开放土壤有机质含量的栅格数据,并将此数据作为模型模拟封闭土壤有机碳分解的初始值。通过解译南京市 1980 年至 2010 年的遥感图像获得封闭土壤以及开放土壤的分布图像,用于进行南京市有机碳库的空间分布模拟。模拟综合考虑了土壤水分、有效氮以及土地利用变化等影响因素,模拟出了南京市 1980—2010 年城市封闭土壤中有机碳库的变化过程,最终得出了南京市 1980 年至 2010 年的封闭土壤有机碳库的时空变化图。

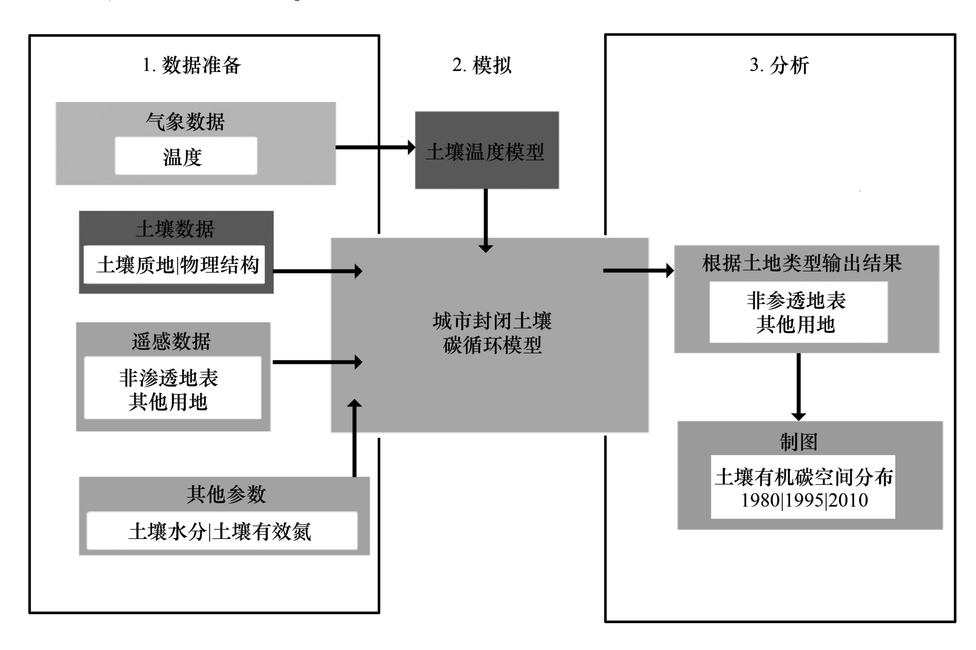


图 2　城市封闭土壤碳循环模型模拟过程

Fig.2　Urban Soil sealing carbon cycle model simulation

表 2　南京城市封闭与开放土壤理化性质(0—20 cm)

Table 2　Soil properties of impervious and open soils sampled to a depth of 20 cm in the City of Nanjing

土壤性质 Soil properties	封闭土壤 Impervious soil	开放土壤 Open soil	土壤性质 Soil properties	封闭土壤 Impervious soil	开放土壤 Open soil
容重 Bulk density /(g/cm^3)	1.55	1.41	粘粒 Clay/%	9.14	5.86
含水量(干基)Water content /%	24.11	27.55	全氮 Total nitrogen /(g/kg)	0.49	0.87
砂粒 Sand/%	13.49	17.31	有机碳含量 Organic carbon /(g/kg)	5.5	14.8
壤粒 Loam/%	77.37	76.82			

2.2　城市封闭土壤碳库划分

不透水面阻断了土壤与外界新鲜有机物底物的交换,因此在模型中仅考虑土壤中现存的凋落物碳储量、土壤有机质碳储量与碳通量。本文借鉴 Biome-BGC 模型中对于凋落物以及土壤有机质碳库的划分将城市封闭土壤中的碳库划分为 7 个部分。如图 3 所示,凋落物被分为 3 个部分:易分解物质、纤维素和木质素。土壤有机质按照分解速率的快慢分为 4 个部分:快速微生物分解的有机质、中速微生物分解的有机质、慢速微生物

chinaXiv:201704.00331v1

ChinaXiv合作期刊

分解的有机质以及惰性有机质。凋落物以特定的分解速率从凋落物库进入土壤有机质的快、中、慢速分解碳库。而土壤有机质的分解则依照特定的速率由快速有机质分解碳库，经过中、慢速分解碳库，流向惰性有机质碳库。土壤有机碳库的分解速率取决于有机碳库的含量(X)和单位分解速率(k)：

$$\frac{dX}{dt} = -kX \tag{1}$$

这些单位分解速率，是以 25℃，没有水分限制时的分解速率作为基础分解速率常数，并在考虑了温度、水分等影响因素的情况下重新修订的分解速率。它们的关系如公式(2)(3)(4)(5)所示。K_{corr}是修订后单位分解速率，k 为基础分解速率常数，S_{tsoil}是土壤温度限制因子，S_w 土壤水分限制因子，N 是土壤有效氮限制因子，t_{soil}是土壤温度，p 是土壤水势能，p_{sat}是土壤饱和水势能，CN 为惰性土壤有机质的碳氮比。

$$K_{corr} = S_{tsoil} \times S_w \times N \times k \tag{2}$$

$$S_{tsoil} = \exp\left(308.56 \times \left(\frac{1}{71.02} - \frac{1}{t_{soil} - 227.13}\right)\right) \tag{3}$$

$$S_w = \frac{\log\left(-\frac{10}{p}\right)}{\log\left(\frac{10}{p_{sat}}\right)} \tag{4}$$

$$N = 0.9 + 0.1\sqrt{8.5/CN} \tag{5}$$

2.3　土壤温度与水分模拟

城市化中大量建筑以及道路的建设使得自然植被转变成为了透气性较差的混凝土和黑色的沥青表面[24]。土壤质地的变化使得太阳反射，热容量，蒸发率和地表起伏发生变化，进而造成了城市的地表温度高于郊区的地表温度[25-28]。城市地表温度的升高，使得城市地下的土壤温度也随之升高[26,29]。有研究表明，城市地区的地表土壤温度总体上高于郊区[30]。本文参考了施斌等[31]对于南京市城区夏季土壤温度的模拟方法，采取日均温来估算每天的城市土壤温度，并构建城市封闭土壤温度模型。在该模型中，做了以下假设：(1)土壤是均质的，热流仅在竖直方向传播；(2)不考虑降雨入渗，并且相应的热传导方程为一维。一维瞬态热传导方程如下：

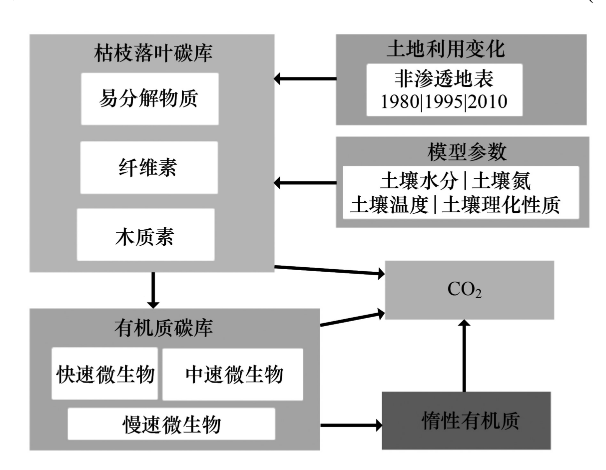


图 3　城市封闭土壤碳循环模型结构

Fig.3　Urban soil sealing carbon cycle model structure

$$\frac{\partial T}{\partial t} = \alpha \frac{\partial^2 T}{\partial z^2} \tag{6}$$

$$T(0,t) = T_v, T(L,t) = T_L \tag{7}$$

$$\alpha = \frac{k_h}{pc} \tag{8}$$

式中，T 为土壤温度；t 为时间；z 为土壤深度；L 为下边界深度，本文中取在恒温层的顶部，即 10m 处；T_v 为上边界温度，即日均温；T_L 为下边界温度；α 为混凝土导温系数，k_h 为混凝土热导率，p 为混凝土密度，c 为混凝土比热容，

城市封闭土壤因为覆盖有大量的非渗透地表，导致降雨极少渗透进入土壤，大量降雨积累在非渗透面上被蒸发。当降雨超过潜在蒸散而不透水层的持水能力饱和以后，多余的水将以表面径流的形式流失[11]。城区土壤湿度相对于郊区而言，变化波动较小，总体上而言相对稳定[31]。因此，城市封闭土壤碳循环模型中，以

chinaXiv:201704.00331v1

ChinaXiv合作期刊

城市封闭土壤的平均含水量作为土壤湿度的参数。并根据公式(9)计算土壤水势能:

$$P = P_{sat} \times \left(\frac{\theta}{\theta_{sat}}\right)^b \tag{9}$$

式中, P 为土壤水势能,P_{sat} 为土壤饱和水势能,θ_{sat} 为土壤饱和体积含水量, θ 为土壤体积含水量,b 为经验参数,由土壤理化性质决定。

3　结果与分析

3.1　模拟结果验证与不确定性分析

本文在南京市的主城区选取了 14 个封闭土壤的采样点,获取了其土壤 20 cm 处的土样,测量土壤中的有机碳含量来检验模型模拟精度。14 个封闭土壤样点的模型模拟结果为(6.7±0.6) g/kg。实测值为(5.7±2.7) g/kg。精度检验结果表明模拟均值与实测结果的均值较为接近,表明模型能较好的表征土壤封闭对有机碳含量变化的影响。但是实测值的 σ 要大于模拟结果,表明模型对于模拟城市土壤高空间异质性的特征还存在不足。总体而言,模型的模拟结果较为接近实测值,也在一定程度上揭示了南京市封闭土壤有机碳含量空间分布的变异性。

城市封闭土壤有机碳含量数据较稀缺,目前可查到的相关文献资料较少(表 3)。纵观已有的数据,城市封闭土壤有机碳的含量在 4.84—8.81 g/kg 之间,均值为 7.27 g/kg。尽管已有的相关研究中城市封闭土壤有机碳含量存在一定差异,但是本文模拟和实测的结果与国际上的实测值比较接近,这表明封闭土壤碳循模型能较好的模拟城市土壤封闭后的有机碳时空变化过程。

表 3　已有的城市封闭土壤有机碳密度调查结果

Table 3　Previous studies of soil organic carbon densities for urban sealed soils

城市 City	土层深度 Soil depth/cm	土壤有机碳含量 Soil organic carbon/(g/kg)	数据来源 Data resources
模型模拟 Model simulation	0—20	6.7	本研究
南京实测数据 Nanjing city	0—20	5.7	本研究
纽约 New York	0—15	7.39	[4]
华盛顿 Washington, D.C.	0—100	4.84	[32]
莱斯特居民区 Leiceater, residential	0—100	8.03	[33]
莱斯特非居民区 Leiceater, nonresidential	0—100	8.81	[33]

本文利用 1980s 第二次土壤普查数据获取南京市开放土壤的有机碳含量数据,并将其为模型模拟封闭土壤有机碳分解的初始值。考虑到城市土壤由开放土壤转变为封闭土壤的过程中存在表土剥离以及客土回填现象,这一假设会造成模型模拟结果存在不确定性。因此,对模型的输入参数进行敏感度分析,确定每个参数对模拟结果的影响。敏感度分析采用固定其他输入变量不变,对需要分析的变量增加和减小来计算模型估算结果的变幅来表示。

如表 4 所示,有机碳初始值变量的模拟结果变幅与变量变幅一致,是模型的直接线性变量。温度变量对模型模拟结果具有一定的影响,土壤水分与土壤有效氮含量对模拟结果的影响较小。敏感度分析结果表明模型预测结果对有机碳初始值的依赖极强,精确获取初始值是模型准确预测的基础。但是,因为城市地区封闭土壤有机碳数据缺乏,所以本文采用开放土壤有机碳作为其初始值进行模型预测。这一假设也是本文模型模拟结果略高于实测结果,并且无法准确表征城市封闭土壤有机碳空间分布的高度变异性的原因。

chinaXiv:201704.00331v1

ChinaXiv合作期刊

chinaXiv:201704.00331v1

表 4 模型参数敏感性分析

Table 4 Sensitivity analysis of model parameters

输入变量 Input variable	输入变量变幅/% Variable amplitude	有机碳含量变幅/% Organic carbon amplitude	输入变量/% Input variable	输入变量变幅/% Variable amplitude	有机碳含量变幅/% Organic carbon amplitude
有机碳初始值	20	20	土壤水分	20	0.20
The initial value of the organic carbon	-20	-20		-20	0.56
温度 Temperature	20	-8.40	土壤有效氮	20	0.28
	-20	10.20		-20	-0.38

3.2 南京土壤封闭过程

根据1980年、1995年和2010年3个年份南京的遥感影像,通过遥感解译手段获取了这段时间南京的封闭土壤面积变化数据。如图4所示,从1980年到1995年,再到2010年,南京的封闭土壤面积不断增加。1980年南京市的封闭土壤面积主要集中在南京市辖区,到1995年封闭土壤面积主要在市辖区范围内扩张,而自1995年至2010年,南京市的封闭土壤面积不仅在南京市辖区中迅速增长,同时也在江宁区中快速增加。1980年南京共有封闭土壤面积265 km^2,至1995年,南京封闭土壤面积增至351 km^2,比1980年增加约46 km^2,增幅为17%。1995年至2010年是南京封闭土壤用地面积增加最显著的阶段,2010年南京共有封闭土壤面积753 km^2,比1995年增加402 km^2,增幅115%。纵观南京市1980年至2010年的封闭土壤面积的变化,东南和西北方向是封闭土壤增长的主要方向,而东北与西南方位封闭土壤面积相对增长较小。

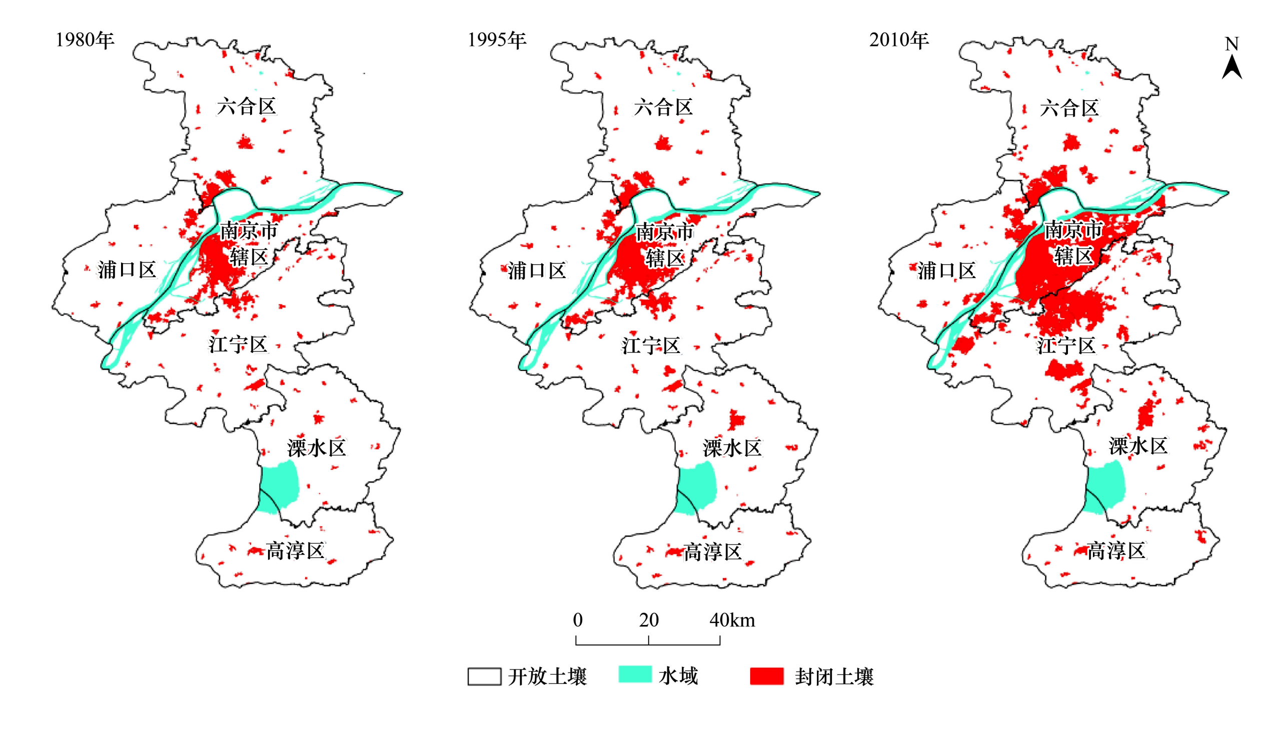


图4 1980—2010年间南京封闭土壤面积变化的遥感影像解译图

Fig.4 Interpretion of remote sensing for the construction areas in Nanjing between 1980 and 2010

3.3 封闭土壤有机碳含量时空变化

利用城市封闭土壤碳循环模型模拟了南京市1980—2010年间的土壤有机碳变化过程,得到了南京市1980—2010年间的土壤有机碳含量空间分布图(图5)。南京市的土壤有机碳含量随着封闭土壤面积的增加呈现出减少的趋势,1980年南京市土壤有机碳平均含量为11.24 g/kg,至2010年降低为11.08 g/kg,下降了1.4%。南京市土壤有机碳含量的空间分布(图5)与南京市封闭土壤空间分布(图4)具有一定程度的相关性,

ChinaXiv合作期刊

即封闭土壤处的土壤有机碳含量较低,开放土壤的有机碳含量较高,土壤有机碳含量随着封闭土壤面积的扩张而呈现出减少的趋势。如图 6 所示,土壤有机碳含量较低与较高的地区分别是溧水区和高淳区,平均土壤有机碳含量分别为 9.8 g/kg 与 11.9 g/kg。土壤有机碳减少最显著的地区主要分布在主城区,1980 年土壤有机碳含量为 12.3 g/kg,至 2010 年降低为 11.4 g/kg,降低了 7%,原因是主城区的城市扩张速度快,封闭土壤面积较多。但主城区的平均土壤有机碳含量相对较高,造成这一现象的原因是在城区中存在一定面积的城市绿地如公园、人工草坪等。同时,溧水和高淳区的土壤有机碳含量变化最小,都减少了约 0.3%。原因是两区的城市化速度较慢,封闭土壤面积也较少。

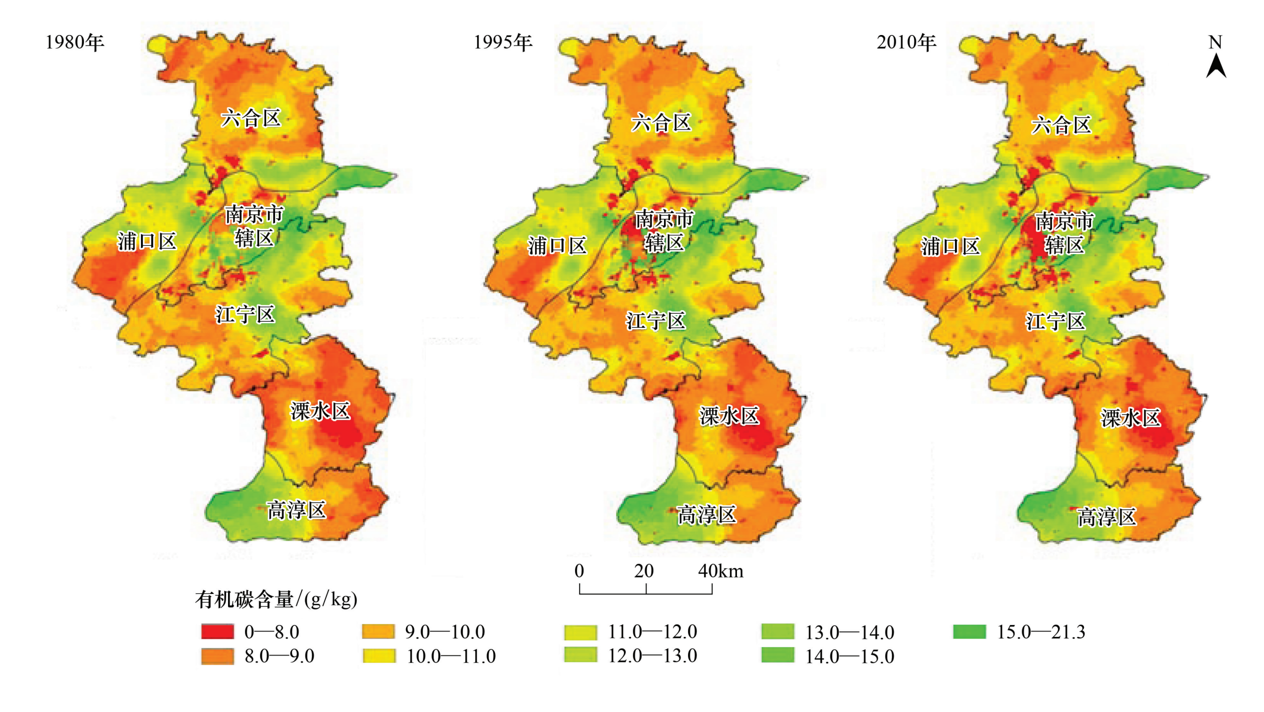


图 5　1980—2010 年间南京市土壤有机碳空间分布图

Fig.5　Distributions of soil organic carbon contents in Nanjing city from 1980 to 2010

图 7 显示了南京市 1980 年至 2010 年间土壤有机碳降低的空间分布特征,由图可以看出,南京市 1980 年至 1995 年土壤有机碳含量降低显著的地区主要分布在主城区,随着离主城区距离的增加,土壤有机碳的降低量呈现出递减的趋势;而 1995 年至 2010 年,南京市主城区周边的土壤有机碳含量的降低最显著,表明封闭土壤的扩张加速了土壤有机碳的减少。

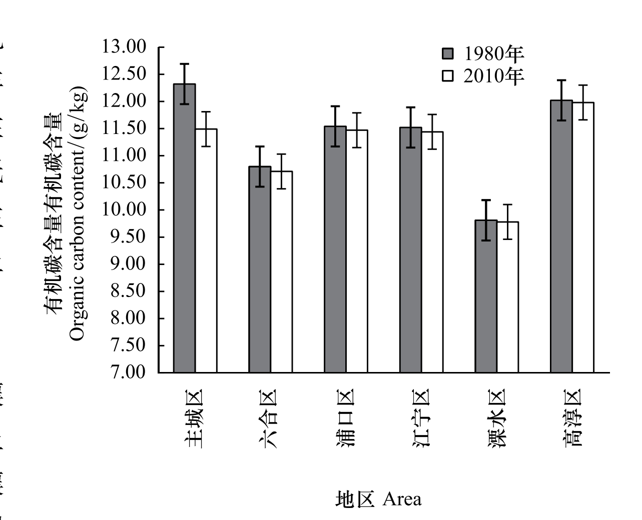


图 6　1980 年与 2010 年南京市各区平均土壤有机碳含量

Fig.6　Average soil organic carbon content of various regions in Nanjing city from 1980 to 2010

3.4　封闭土壤有机碳库时空变化

由于缺乏封闭土壤有机碳含量数据,以往城市土壤碳库估算通常利用开放土壤的有机碳代替封闭土壤[34-35],忽视土壤封闭的影响,这会造成高估城市土壤碳库含量。实际上,在封闭环境的影响下,土壤有机碳库含量会显著减少。如图 8 所示,假设南京市开放土壤的有机碳含量处于相对平衡状态,那么南京市 0—20 cm 土壤自 1980 年至 1995 年因为土壤的封闭造成的有机碳损失量为 0.14 Tg,年均损失 9.3Gg/a;自 1995 年至 2010 年损失的有机碳含量为 0.18 Tg,年均损失

chinaXiv:201704.00331v1

ChinaXiv合作期刊

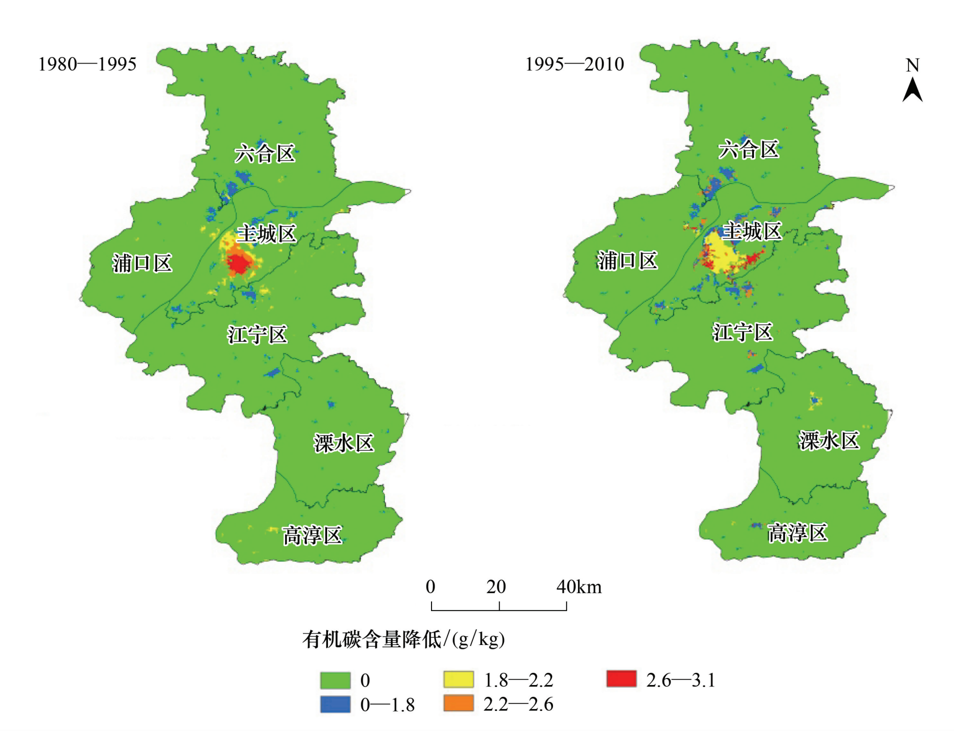


图 7　南京市 1980—2010 土壤有机碳降低量空间分布图

Fig.7　Decrease of soil organic carbon content in Nanjing city from 1980 to 2010

12.0 Gg/a。这说明南京市自 1995 年后封闭土壤的飞速增长加速了土壤有机碳库总量的减少。南京市 1980 年至 2010 间各地区的有机碳库也均呈现出减少的趋势(图 9),其中主城区的有机碳库的减少量最显著,自 1980 年至 2010 的有机碳损失量为 0.2 Tg,而高淳区的减少量最少,自 1980 年至 2010 的有机碳损失量为 9.0 Gg。1995 年至 2010 年南京市各区有机碳库的减少量均大于同一地区在 1980 年至 1995 年间的减少量。这表明南京市各地区的土壤有机碳库的变化存在一定差异,碳库变化较大的地区分布在封闭土壤面积较多的地区。

图 8　1980—2010 年间南京市土壤有机碳库变化

Fig.8　Changes of soil organic carbon pool in Nanjing city from 1980 to 2010

4　结论

本文借鉴生态系统碳循环的模型,并充分考虑封闭环境下土壤温度、水分等影响因素,构建了城市封闭土壤碳循环模型。应用此模型模拟了南京市 1980 年至 2010 年封闭土壤的碳循环过程。模拟结果表明,南京市 2010 年平均土壤有机碳含量为 11.08 g/kg,比 1980 年降低了 1.4%。其中,封闭土壤的有机碳含量明显减少,2010 年封闭土壤有机碳含量的均值为 6.7g/kg,比开放土壤低 54.7%。土壤有机碳含量降低的区域主要位于南京市 1980 至 2010 年封闭土壤增加的区域。南京市主城区的土壤有机碳含量降低最显著,降低了约 7%,而减少量最小的地区是溧水区和高淳区,均降低了 0.3%左右。其中,1980 年至 1995 年南京市主城区的有机碳含量降低幅度较为明显,1995 年至 2010 年则是主城区周边的区域降低幅度较明显,这是因为南京市 1980 年至 1995 年南京市主城区的封闭土壤增加显著,而 1995 年至 2010 年南京市的封闭土壤增加主要集中在主城区以及周边的江宁区等地区。在不考虑开放地区土壤有机碳变化的前提下,南京市 1980 至 2010 年间土壤有机碳共减少了 0.32 Tg,年均损失 11.4Gg/a,其中

chinaXiv:201704.00331v1

ChinaXiv合作期刊

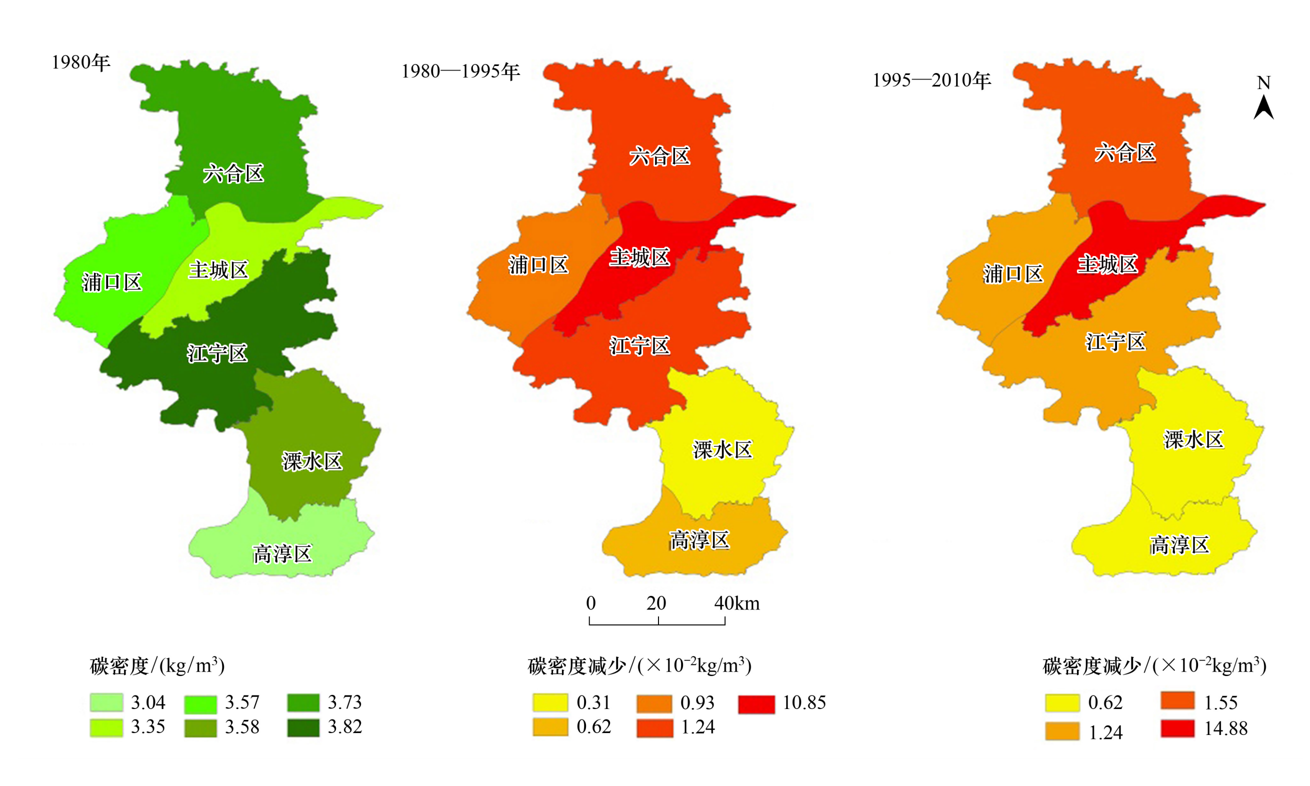


图 9　1980—2010 南京市各区土壤有机碳库

Fig.9　Soil organic carbon pool of various regions in Nanjing city from 1980 to 2010

主城区的土壤碳库变化最显著,共减少了 0.2 Tg,高淳区的土壤碳库变化最小,减少了 9.0 Gg。表明土壤在封闭状态下依然存在着有机碳的分解,并且由于封闭土壤阻碍了土壤有机碳的来源,造成封闭土壤有机碳含量持续减少,对城市土壤有机碳库的总量造成显著影响。城市土壤封闭引起有机碳库降低的问题应引起足够的重视。

封闭土壤碳循环模型模拟的土壤有机碳含量为(6.7±0.6) g/kg,略高于实地采样的结果(5.7±2.7) g/kg。模拟结果的 σ 为 0.6,而实测结果的 σ 为 2.7,表明实际的封闭土壤有机碳的空间分布具有很大的空间变异。同时与国内外封闭土壤有机碳含量实验测试数据比较,结果较为接近。表明封闭土壤碳循环模型能较好的模拟城市土壤封闭后的有机碳时空变化过程。

封闭土壤作为城市土壤重要的组成部分,其中碳循环过程在整个生态系统的碳循环体系中具有重要的地位。本研究主要关注城市地区封闭土壤以及由开放土壤转变为封闭土壤后的有机碳循环过程,下一步将开放地区的有机碳循环过程纳入其中,综合模拟城市化过程对碳生物地球化学过程的影响,为城市系统生态建设提供决策参考。

参考文献(References):

[1] United Nations. World Urbanization Prospects: The 2009 Revision. New York: Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat, 2010.

[2] Schneider A, Friedl M A, Potere D. A new map of global urban extent from MODIS satellite data. Environmental Research Letters, 2009, 4(4): 044003.

[3] Kaye J P, Groffman P M, Grimm N B, Baker L A, Pouyat R V. A distinct urban biogeochemistry?. Trends in Ecology & Evolution, 2006, 21(4): 192-199.

[4] Raciti S M, Hutyra L R, Finzi A C. Depleted soil carbon and nitrogen pools beneath impervious surfaces. Environmental Pollution, 2012, 164: 248-251.

[5] Wei Z Q, Wu S H, Zhou S L, Lin C. Installation of impervious surface in urban areas affects microbial biomass, activity (potential C mineralisation), and functional diversity of the fine earth. Soil Research, 2013, 51(1): 59-67.

chinaXiv:201704.00331v1

ChinaXiv合作期刊

[6] Scalenghe R, Malucelli F, Ungaro F, Perazzone L, Filippi N, Edwards A C. Influence of 150 years of land use on anthropogenic and natural carbon stocks in Emilia-Romagna region (Italy). Environmental Science & Technology, 2011, 45(12): 5112-5117.

[7] Churkina G, Brown D G, Keoleian G. Carbon stored in human settlements: the conterminous United States. Global Change Biology, 2010, 16(1): 135-143.

[8] Su Z Y, Xiong Y M, Zhu J Y, Ye Y C, Ye M. Soil organic carbon content and distribution in a small landscape of Dongguan, South China. Pedosphere, 2006, 16(1): 10-17.

[9] 钱杰. 大都市碳源碳汇研究——以上海市为例[D]. 上海: 华东师范大学, 2004.

[10] Schneider A, Logan K E, Kucharik C J. Impacts of urbanization on ecosystem goods and services in the U.S. Corn Belt. Ecosystems, 2012, 15(4): 519-541.

[11] Tian H Q, Liu M L, Zhang C, Ren W, Xu X F, Chen G S, Lu C Q, Tao B. The dynamic land ecosystem model (DLEM) for simulating terrestrial processes and interactions in the context of multifactor global change. Acta Geographica Sinica, 2010, 65(9): 1027-1047.

[12] Koerner B A, Klopatek J M. Carbon fluxes and nitrogen availability along an urban-rural gradient in a desert landscape. Urban Ecosystems, 2010, 13(1): 1-21.

[13] Huh K Y, Deurer M, Sivakumaran S, McAuliffe K, Bolan N S. Carbon sequestration in urban landscapes: the example of a turfgrass system in New Zealand. Soil Research, 2008, 46(7): 610-616.

[14] Kaye J P, McCulley R L, Burke I C. Carbon fluxes, nitrogen cycling, and soil microbial communities in adjacent urban, native and agricultural ecosystems. Global Change Biology, 2005, 11(4): 575-587.

[15] Green D M, Oleksyszyn M. Enzyme activities and carbon dioxide flux in a Sonoran Desert urban ecosystem. Soil Science Society of America Journal, 2002, 66(6): 2002-2008.

[16] 李熙波, 杨玉盛, 曾宏达, 谢锦升, 陈光水, 朱宁,马书国. 亚热带沟叶结缕草草坪土壤呼吸. 生态学报, 2011, 31(8): 2096-2105.

[17] 罗上华, 毛齐正, 马克明, 邬建国. 北京城市绿地表层土壤碳氮分布特征. 生态学报, 2014, 34(20): 6011-6019.

[18] Grossman R B, Reinsch T G. 2.1 bulk density and linear extensibility//Dane J H, Topp G C, eds. Methods of Soil Analysis: Part 4 Physical Methods. Soil Science Society of America Book Series. Madison, WI: Soil Science Society of America, 2002: 201-228.

[19] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法. 北京: 中国农业科技出版社, 2000.

[20] Vargas R, Baldocchi D D, Allen M F, Bahn M, Black T A, Collins S L, Yuste J C, Hirano T, Jassal R S, Pumpanen J, Tang J W. Looking deeper into the soil: biophysical controls and seasonal lags of soil CO_2 production and efflux. Ecological Applications, 2010, 20(6): 1569-1582.

[21] Wu Z T, Dijkstra P, Koch G W, Peñuelas J, Hungate B A. Responses of terrestrial ecosystems to temperature and precipitation change: a meta-analysis of experimental manipulation. Global Change Biology, 2011, 17(2): 927-942.

[22] Lloyd J, Taylor J A. On the temperature dependence of soil respiration. Functional Ecology, 1994, 8(3): 315-323.

[23] 吴玉莲, 王襄平, 李巧燕, 孙阎. 长白山阔叶红松林净初级生产力对气候变化的响应: 基于 BIOME-BGC 模型的分析. 北京大学学报: 自然科学版, 2014, 50(3): 577-586.

[24] Akbari H, Pomerantz M, Taha H. Cool surfaces and shade trees to reduce energy use and improve air quality in urban areas. Solar Energy, 2001, 70(3): 295-310.

[25] Golden J S, Kaloush K E. Mesoscale and microscale evaluation of surface pavement impacts on the urban heat island effects. International Journal of Pavement Engineering, 2006, 7(1): 37-52.

[26] Huang L M, Li J L, Zhao D H, Zhu J Y. A fieldwork study on the diurnal changes of urban microclimate in four types of ground cover and urban heat island of Nanjing, China. Building and Environment, 2008, 43(1): 7-17.

[27] Jenerette G D, Harlan S L, Brazel A, Jones N, Larsen L, Stefanov W L. Regional relationships between surface temperature, vegetation, and human settlement in a rapidly urbanizing ecosystem. Landscape Ecology, 2007, 22(3): 353-365.

[28] Voogt J A, Oke T R. Thermal remote sensing of urban climates. Remote Sensing of Environment, 2003, 86(3): 370-384.

[29] Liu C, Shi B, Tang C S, Gao L. A numerical and field investigation of underground temperatures under Urban Heat Island. Building and Environment, 2011, 46(5): 1205-1210.

[30] Huang J L, Wang R S, Shi Y. Urban climate change: a comprehensive ecological analysis of the thermo-effects of major Chinese cities. Ecological Complexity, 2010, 7(2): 188-197.

[31] Shi B, Tang C S, Gao L, Liu C, Wang B J. Observation and analysis of the urban heat island effect on soil in Nanjing, China. Environmental Earth Sciences, 2012, 67(1): 215-229.

[32] Short J R, Fanning D S, Foss J E, Patterson J C. Soils of the mall in washington, DC: II. Genesis, classification, and mapping. Soil Science Society of America Journal, 1986, 50(3): 705-710.

[33] Edmondson J L, Davies Z G, McHugh N, Gaston K J, Leake J R. Organic carbon hidden in urban ecosystems. Scientific Reports, 2012, 2: 963.

[34] 章明奎, 周翠. 杭州市城市土壤有机碳的积累和特性.土壤通报, 2006, 37(1): 19-21.

[35] Pouyat R, Groffman P, Yesilonis I, Hernandez L. Soil carbon pools and fluxes in urban ecosystems. Environmental Pollution, 2002, 116(S1): S107-S118.

chinaXiv:201704.00331v1